

# 粗大ごみ破碎処理施設における 物質収支・金属収支の推定

松藤敏彦<sup>1</sup>・鄭 昌煥<sup>2</sup>・筑紫康男<sup>3</sup>・田中信壽<sup>4</sup>

<sup>1</sup>正会員 工博 北海道大学大学院助教授 環境資源工学専攻 (〒060-8628 札幌市北区北 13 西 8)

E-mail: matsuto@eng.hokudai.ac.jp

<sup>2</sup>工修 北海道大学大学院 環境資源工学専攻 (同上)

<sup>3</sup>北海道大学大学院 環境資源工学専攻 (同上)

<sup>4</sup>フェロー会員 工博 北海道大学大学院教授 環境資源工学専攻 (同上)

都市ごみの資源化・適正処理を進めるための基礎的な情報を得るため、粗大ごみ破碎処理施設における物質収支、金属収支を推定した。対象は家庭系粗大ごみであり、収集車 9 台分を別々に破碎し、搬出物の計量、破碎残渣の組成分析、および素材ごとに重金属含有量を分析した。粗大ごみ処理施設の第一の目的は可燃物と不燃物の分離にあるが、破碎後のふるい選別効率が低く、特に 30% 以上の可燃物が不燃残渣に移行していることを明らかにした。また搬入製品個数からおおよその搬出物組成を推定することができた。さらに、家電製品以外の製品も重金属の寄与が無視できず、環境負荷低減のためには幅広い製品の管理が必要であることを示した。

*Key Words: household waste, bulky items, physical composition, separation efficiency, heavy metals*

## 1. 背景と目的

わが国では家庭系のごみを、目的とする処理に応じて可燃ごみ、不燃ごみ、資源ごみ、および粗大ごみ(大型ごみとも言う)に分類している自治体が多い。このうち粗大ごみは破碎施設に搬入され、鉄を回収したのちトロンメル(回転式ふるい)あるいは振動ふるいによりふるい上とふるい下に分けられる。施設パンフレットではふるい上、ふるい下をそれぞれ「可燃物」、「不燃物」、ふるい選別機を「不燃物・可燃物等選別機」、コンベア、ホッパを「可燃物コンベア」「可燃物ホッパ」などと呼ぶ例が多い。選別された「可燃物」はさらに減容化のため焼却され、「不燃物」は埋め立てられる。わが国には 680 か所の粗大ごみ処理施設があり、その多くでこうした可燃物と不燃物の分離が行われていると思われる。

粒径による選別は、不燃物の脆性が高く、破碎によって可燃物よりも粒径が小さくなるとの予想に基づいている。選別された「不燃物」は有機物量が少なく、埋め立てに適したものになることが期待される。しかし、関戸ら<sup>1)</sup>は「不燃物」の組成分析を行い、可燃分が 40~60%と非常に高い割合で含まれていることを示した。

破碎処理施設においては磁選機、アルミ選別機を備え、可燃物、不燃物、鉄、アルミの 4 種の回収物に分けることが多い。施設の性能としては、これら目的物の各回収物への回収率および純度が重要である。粗大ごみ処理施設に関する研究報告は多くはないが、例えば井上<sup>2)</sup>、石松ら<sup>3)</sup>が、それぞれ不燃・粗大ごみ、家庭系・事業系不燃性ごみを処理対象とした施設の回収率、純度を測定している。しかし、ごみの内容物は自治体の指定方法によって大きく異なっており<sup>4)</sup>、選別効率を左右すると考えられる。特に、家電製品、家具などの大型製品と、びん、缶などの単一素材に近い小型の製品では組成に大きな違いがある。処理対象物、施設の機器構成と、選別効率の関係を明らかにする必要がある。また、関戸ら<sup>5)</sup>は家電製品中の鉛含有量が高いことを示し、破碎不燃物のカラム実験<sup>6)</sup>によって重金属、TOC 溶出の可能性を示した。単に金属回収、焼却による埋立量削減効果のみでなく、環境影響面での評価も必要である。

本研究は以上のことを背景として、まず粗大ごみ破碎選別施設に搬入される製品の種類を調査した上で、破碎選別後の回収物組成を調べ、施設における物質収支を明らかにした。同時に破碎物中の重金属量を測定し、どのような製品に由来するのかを明らかにした。

筆者らは以前にも、5か所の粗大ごみ破碎施設において同様の調査<sup>10)</sup>を行ったが、今回は一施設において複数の収集車両ごとを対象としたこと、搬入される製品の種類を調べたこと、家電リサイクル法施行(2001年)以降の調査であること、また分析対象金属を12種類としたこと(文献5では鉛のみ)が異なっている。

なお、従来「可燃物」、「不燃物」と呼ばれている回収物は組成的には100%可燃物、不燃物ではないため、本論文ではそれぞれ「可燃残渣」「不燃残渣」と呼ぶことにする。また調査対象施設はせん断式、回転式の破碎機があるが、本論文では回転式破碎機により処理される家庭系粗大ごみを対象とする。

## 2. 研究方法

### (1) 施設概要

本研究は、札幌市発寒破碎工場を対象として実施した。施設の処理フローを図-1に示す。この施設には家庭系粗大ごみのほか事業系持込ごみが搬入され、回転式破碎機(横型、100t/5h)およびせん断式破碎機(50t/5h)で処理を行っている。事業系持ち込みごみの大部分は木材等の可燃物であり、せん断式破碎機で処理され、一部の不燃性ごみは回転式破碎機に投入されるが、その量はわずかである。したがって、回転式破碎機処理対象物は大部分が家庭系粗大ごみである。調査時においても、事業系ごみの割合は少ないと判断された。回転式破碎機、せん断式破碎機の処理量比は、およそ3:7であった(2001年度)。

図-1に示すように、回転式破碎機投入物は、ふとん、畳、ソファ、スプリング入りマットレス、カーペット等の回転式破碎不適物が重機を用いたフロア選別によって取り除かれている。破碎物は磁選機によって鉄が回収され、振動ふるい選別後のふるい上はアルミを回収したのち焼却施設へ運ばれる。これを以下では「可燃残渣」と呼ぶ。一方、ふるい下の破碎物(「不燃残渣」

と呼ぶ)は埋立処分される。振動ふるいのメッシュサイズは10cmである。本研究では、図-1の破線内を対象とする。

### (2) 調査・サンプリング方法

調査は2002年6月25日、11月12日の2日間行った。これは、搬入ごみに季節変動があると考えたためである。発寒破碎工場に搬入される粗大ごみは3台の収集車により収集されたもので、午前と午後の2回の作業を行い、調査当日の搬入車両は6月6台、11月5台であった。6月は6台すべてを対象としたが、午後の収集量は午前の半分から1/4程度と少なかったため(収集量は後述の図-3参照)、11月の調査では午前の3台のみを調査対象とした。また粗大ごみはかさが大きいため、収集車ごとの収集品目にはばらつきが予想される。そこで施設の協力を得て、搬入車両1台ごとに収集ごみの破碎を行い、可燃残渣、不燃残渣、回収鉄、回収アルミをそれぞれトラックスケールによって計量した。

収集された粗大ごみはフロアにおろし、収集車両ごとに施設の作業担当者に収集品目の確認を依頼した。表-1に、品目別の収集個数を調査日の合計として示す(ただし「その他」の個数は、以下の補正を行った値である)。過去の研究<sup>7)</sup>に従って粗大ごみ中の製品をA~Eの製品群に分類したが、品目を特定した25品目以外の個数が全体の約20%を占めた。そこで、2001年度1年間の札幌市における粗大ごみ収集品目数(札幌市は1998年1月から粗大ごみの有料申込み収集を行っており、収集品目ごとの個数が集計されている)のうち、25品目以外の63品目をA~Eに分類し、その個数割合によって「25品目以外」の個数をA~E中の「その他」として配分し、残りをFとした。「その他」に配分したのは、後述の3(3)の方法による年間排出推定重量の多い順に、A:ステレオ、スピーカー、ミシン、電気こたつ、扇風機、B:編み機、除雪器具、給湯器、C:ホットカーペット、D:下駄箱、鏡台、E:

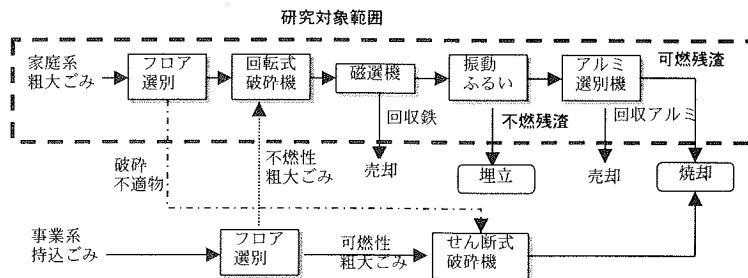


図-1 札幌市発寒破碎施設における粗大ごみの処理フロー

オルガン、子供用遊具などであり、Fには、庭木、自動車用具、物干し台が多かった。表-1に示した製品重量については、3(1)で説明する。なお、製品群Aの映像・音響機器とは、ラジカセ、ビデオデッキなどを指している。

可燃残渣、不燃残渣は、破碎選別後コンテナに積んだものをフロアに下ろしてもらい、スコップで混合したのち90Lポリ袋に1袋分(車両あたり可燃残渣は約12kg、不燃残渣は約23kg)を採取した。

### (3)組成分析

採取試料の組成分析を行った。可燃残渣は粒径が大きく分類は比較的容易であったため、約12kgすべてを対象とした。手選別により13種類(木、紙、断熱材、布、硬質プラスチック、プラスチックフィルム、ゴム、配線、電子基板、鉄、非鉄)に分類し、それぞれ重量を測定した。木の割合が多かったため、最初に木以外のものを分類し、残ったものを木とした。

一方不燃残渣は粒径が小さいことから、四分法によって約1kgの試料(サブサンプル)を2つとり、それぞれ組成分析を行ってその平均を用いた。試料は乾燥後、5.6mmでふるい分けし、ふるい上を手選別により6種類(木、硬質プラスチック、電子基板、鉄、非鉄、ガラス)に分類した(水分は5%以下であったため、乾重量割合を湿重量割合として用いた)。紙や布なども含まれていたが少量であったため無視した。5.6mm以下の小粒径物は図-2の方法により木、プラスチック、金属、その他不燃物(土砂、ガラス等)の4種類に分けた。手順は、以下のようなものである。まず、試料として約5gを取り、①溶解度以上に塩化カルシウムを加えた溶液の上澄み(比重1.34~1.35)を用いて重液選別を行った。固液分離には遠心分離機を用いた。②浮上物に過塩素酸を40~60mL加え、ホットプレート上約130℃で3日間加温した。未分解残渣をプラスチック、分解量を木とした。③重液選別における沈殿物は強熱(600℃、2時間)した。関戸川はこの減少分を紙としたが、手選別の際に紙がほとんど見られず、重液選別の際に木、プラスチックが浮上せず沈殿物中への混入が見られたため、本研究ではこの部分を木、プラスチックとし、両者の重量比は浮上物のそれと同じとした。④強熱残渣は王水を40mL加えてホットプレート上で約80℃に加温して酸分解し、未分解残渣を土砂・ガラス等の不燃物、分解量を金属とした。以上の組成分析は、収集車両ごとに行った。

有機物量の指標として用いられる熱灼減量は、各組成を5g程度とり、600℃で2時間強熱して求めた。

### (4)金属含有量分析

分類した各組成を、大きなものはさみで裁断し、四分法により縮分したのちカッティングミルで4mm以下に粉碎し、これらの試料からさらに2つの分析試料をとり、分析に用いた。破碎の困難な布、ガラスは、それぞれはさみで4mm以下に裁断、すり鉢で粉碎したものを分析試料とした。

試料分解はマイクロウェーブ分解<sup>8)</sup>によった。まず試料0.5gを分解容器に取り、塩酸2mL、硝酸3mL、フッ酸5mLを加えたのち、130psi(896kPa)、加圧

表-1 粗大ごみの製品分類および収集個数と平均重量

製品名	排出個数		製品重量 [kg]	
	6月	11月		
A 家電製品	映像・音響機器	32	33	5.5
	掃除機	16	20	5.9
	調理器	10	27	3.4
	パソコン	26	23	14.8
	電子レンジ	11	10	20.6
	その他	30	27	14.0
B 大型家庭器具	ストーブ	26	25	17.1
	ガスコンロ	23	30	11.2
	その他	3	3	13.2
C 寝具・敷物類	ふとん	47	53	5.1
	カーペット	27	41	8.2
	ベッド	25	23	11.2
	ベッドマットレス	16	15	23.1
	その他	1	1	5.5
D 家具類	椅子	74	41	6.9
	テーブル	20	13	9.5
	衣装箱	31	38	4.5
	たんす	11	8	27.9
	カラーボックス	16	6	6.8
	戸棚・サイドボード	6	21	9.6
	机	7	5	11.9
	コート掛け	13	0	4.8
	電子レンジ台	7	0	21.5
	ロッカー	7	0	15.0
	ホームラック	13	0	0.8
その他	7	6	8.2	
E 趣味	自転車	44	27	11.3
	スキー用具	21	16	3.5
	健康器具	8	5	9.1
	その他	18	16	4.4
F 上記以外	61	53	5.1	

(「その他」は札幌市における粗大ごみ収集品目数より推定)

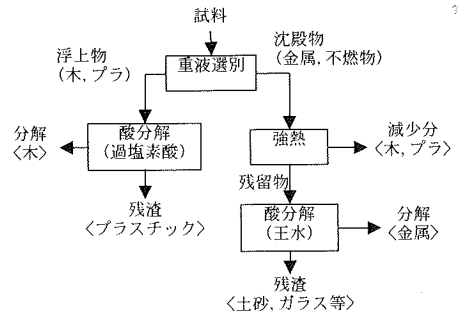


図-2 小粒径物組成分析フロー

時間を50分、所定圧力までの所要時間を10分に設定して分解した。放冷後、ほう酸飽和溶液を30mL加え、圧力50psi(345kPa)、加圧時間10分、所定圧力までの所要時間10分の条件で再び分解を行った。放冷後、5Bろ紙で吸引ろ過し、ろ液を100mLに定容したのち、原子吸光光度計で金属量を分析した。

分析対象とした金属は、枯渇性、有害性、汎用性を考慮して選んだ。まず枯渇性金属として可能採掘年数100年以下のPb, Cu, Bi, Zn, Cd, Sn, Se, これらに含まれない有害性金属としてCr, Sb, Asを、さらに汎用性金属としてFe, Al(汎用性)の計12種類とした。As, Seをグラファイト炉化法で、その他の金属はフレーム原子吸光法で測定し、検量線法によって濃度の定量を行った。

なおマイクロウェーブ分解の信頼性を確認するため、最も一般的な試料分解法である王水分解との比較を行った。試料は3gとし、塩酸30mL、硝酸10mLを加えて110℃、24時間加熱し、放冷後3N硝酸20mLを加えて80℃、30分加熱した。金属を多く含むと思われる硬質プラスチック、電子基板の2試料の分析結果を表-2に示す。硬質プラスチックの分析値は、いずれの金属もマイクロウェーブ分解による分析値が高かった。これは、王水分解の際に分析試料が浮き、コニカルビーカーの壁面に試料が付着してうまく分解できなかったためと考えられる。本研究で測定の対象とした試料には、他にも木、紙、プラスチックフィルムなど、軽いものが多く同様の問題が起こる可能性がある。電子基板についてはPb, Zn, Seを除いて、同程度か、またはマイクロウェーブ分解による分析値が上回った。特にZnのマイクロウェーブ分解による分析値は試料によって2つのサブサンプル間のばらつきが10~100倍と大きかったが、分析試料量が少ないためにコンデンサなどZnを多く含む小部品が分析試料中に含まれるかどうかで分析値がばらついたものと思われる。Pb, Seについてもやはり試料量が少ないために試料代表性が十分でなかった可能性がある。しかし、いずれの金属においてもAR/MWが2以上となるようなことはなく、マイクロウェーブ分解を用いてよいと判断した。

### 3. 施設の物質収支

#### (1) 搬入物の品目内訳

収集車ごとの収集製品個数をもとに、製品群別の収集重量を推定した。製品重量は、筆者らが1997年に札幌市において行ったステーション排出粗大ごみの重量測定調査<sup>9)</sup>(調査品目234種類、1692品目)を、有

料申込み制導入後に札幌市が使用している93品目分類に合わせて追加・修正したものを用いた。製品群A~Eの「その他」、およびFについては、2(2)で述べた札幌市の収集個数に製品重量 $\eta$ をかけて平均重量を算出した。

図-3に、以上の手順で推定した収集量と、搬入時のトラックスケール計量値との比較を示す。図中の番号は、何台目の車両であるかを示す。プロットはほぼ直線上にのっている。しかし推定値は計量値の75%程度であり、製品の平均重量の誤差によるものと思われる。これについては、5(2)で再度検討する。

図-4に、収集車ごとに収集品目から推定した製品群別重量割合を示す(施設に搬入された時点での破碎不適物を含んでいる。)6月の4台目の搬入物が他とは異なるのは、放置自転車が多いため収集されたためである。調査日における合計量(図-4に図-3の収集量で重み付けた合計)とすると、家電製品、寝具・敷物類、家具類が多く、重量割合はそれぞれ22%, 19%, 30%(6月)、25%, 23%, 23%(11月)と推定された。

表-2 試料分解法による分析値の比較

金属	AR/MW比	
	硬質プラスチック	電子基板
Al	0.64	0.67
As	0.13	0.12
Bi	0.58	0.39
Cd	0.47	0.40
Cr	0.31	0.88
Cu	0.59	1.07
Fe	0.79	1.24
Pb	0.46	1.39
Sb	0.27	0.36
Se	0.41	1.30
Sn	0.02	0.73
Zn	0.44	1.52

AR:王水分解

MW:マイクロウェーブ分解

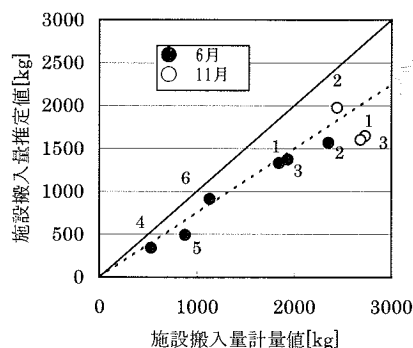


図-3 施設搬入量の計量値(トラックスケール)と推定値(製品別組成から計算)の比較。番号は車両搬入順序。実線:傾き1, 破線:傾き0.75。

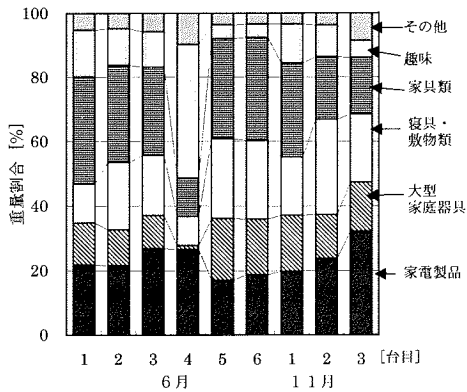


図-4 破碎施設搬入物の製品群別重量割合  
(回転式破碎不適物を含む。製品個数からの推定値)

これら3製品群で全体の7割を占めている。2001年の家電リサイクル法施行以降、家電製品の主要4品目と呼ばれる冷蔵庫、洗濯機、テレビ、エアコンが販売店を通じて回収されているが、電子レンジ、パソコンなどの大型の製品や小型の電気製品が粗大ごみとして収集されている。家電製品の割合は、家電リサイクル法以前のステーション排出ごみ調査<sup>9)</sup>における44%と較べると減少したものの、依然として大型ごみに占める割合は高い。

## (2) 破碎残渣の組成

可燃残渣と不燃残渣の組成分析結果を、図-5(a)(b)に示す。図には、6月は6台、11月は3台の組成の単純平均を示しており、次節での施設内物質収支推定にはこの割合を用いる。収集量の重み付けを行わないのは、それぞれの分析値が破碎物の無作為抽出により得られたと考えるためである。組成割合は収集車間でばらつきがあるが、可燃残渣は木38~70%、鉄4~29%、硬質プラスチック3~21%の順に多く、これらで全体の76~90%を占めていた。不燃残渣はこれら3つの成分以外に、小粒径物(5.6mm以下)の割合が大きく、6月の30~50%に較べて11月は57~78%に増加した。これは7月に行われた施設定期整備において摩耗した回転式破碎機の刃が交換されたためと考えられる。

次に収集車ごとに小粒径物の組成を図-2の方法で分析したところ、39~78%が木であった。土砂、ガラス等の不燃物をガラスに含め、金属は各収集車の5.6mm以上における割合で、鉄と非鉄に配分した。これを合わせた不燃残渣全体の組成重量割合を図-5(c)に示す。図-5(a)(c)の比較より、不燃残渣中の木の割合は高く、可燃残渣と同程度であることがわかる。すな

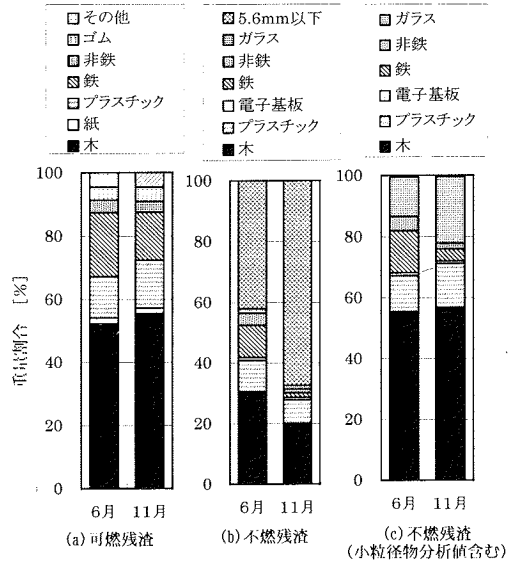


図-5 破碎残渣の組成。

6月は6台、11月は3台の収集車両の平均。

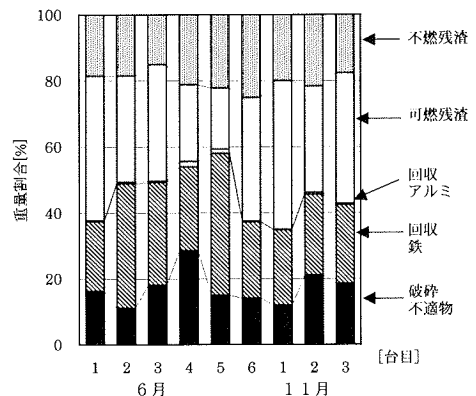


図-6 施設からの搬出物割合

わち、破碎後の木の粒径分布は広く、粒径による選別方法でうまく選別できていない。組成別(分析試料は後述の4(1)と同じ)の測定値から推定した可燃残渣、不燃残渣の熱灼減量は、それぞれ66.3%、61.8%(6月)、71.5%、64.4%(11月)であった。また、小粒径物の熱灼減量は40.8~78.5%(平均57.4%)であったが、図-2の重液選別沈殿物を6月、11月各1試料測定したところ、9.4%、7.7%であり、比重選別を行えばある程度分離が可能である。

## (3) 破碎施設の物質収支

収集車ごとの搬出物種類別重量割合(トラックスケ

ール計量値)を、図-6 に示す。不燃残渣の割合は 15～25%とほぼ一定だが、可燃残渣と回収鉄の割合は 18～45%，21～43%と、大きなばらつきが見られた。また 11 月は破砕物の粒径が小さくなっているにも関わらず、可燃残渣の割合が増加し、不燃残渣の割合が減少している。なお、可燃物はせん断破砕後の残渣と区別されておらず、通常は破砕不適物も計量されていないので、回転式破砕機搬出物の年間合計量は不明である。

次に、不適物除去後の回転式破砕機への投入量を 1.0 として、素材ごとの各搬出物への移行率(回収率)、およびふるい選別の目的である可燃物と不燃物の選別率を表-3 に示す。木、紙、断熱材、布、硬質プラスチック、プラスチックフィルム、ゴムを可燃物、配線、電子基板、土砂・ガラス等を不燃物と考えた。まずふるい選別による選別率を見ると、不燃物の不燃残渣への選別率が 81%であるのに対し、可燃残渣への可燃物選別率は 62%と低い(11 月はそれぞれ 84%，69%であった)。これは可燃物として回収されるべき木、プラスチックのそれぞれ 41%，46%が不燃残渣に移行しているためである。また鉄、アルミの回収鉄、回収アルミへの回収率も予想外に低いが、施設の管理者によれば磁選別、アルミ選別の際に可燃物に巻き込まれて分離できないためと考えられている。

#### 4. 金属収支

##### (1)分析試料

2002 年 6 月に採取した試料の、素材別金属含有量を分析した。各収集車の可燃残渣、不燃残渣のいずれからとっても同一であると考え、可燃残渣から 11 種類すべての素材を、不燃残渣からは、可燃残渣に含まれていなかったガラスおよび 5.6mm 以下の小粒径物を分析対象とした。

##### (2)各組成(素材)の金属含有量

分析結果のうち、Pb の例を図-7 に示す。収集車両から採取した試料ごとにプロットしており、同じ素材でも試料間で大きなばらつきが見られる。素材、金属によって異なるが、最小と最大では 10～100 倍の差がある。金属別に見ると Pb, Sb, Zn が、また素材としては硬質プラスチック、配線、電子基板、ガラスのばらつきが大きい。図-8 は汎用金属である Fe, Al, Cu を除く金属の平均値を素材間で比較したもののだが、全体的に金属含有量が高いのは電子基板、ガラス、小粒径物であった。

なお試料は破砕物であるため、素材本来のものでは

表-3 各選別物の回収率

(a)組成ごとの移行率(回収率)

組成	選別物		
	回収鉄	回収アルミ	可燃残渣 不燃残渣
木	-	-	0.59 0.41
硬質プラ	-	-	0.54 0.46
鉄	0.76	-	0.18 0.07
非鉄	-	0.25	0.44 0.31

(b)可燃物、不燃物のふるい選別率

	可燃残渣	不燃残渣
可燃物	0.62	0.38
不燃物	0.19	0.81

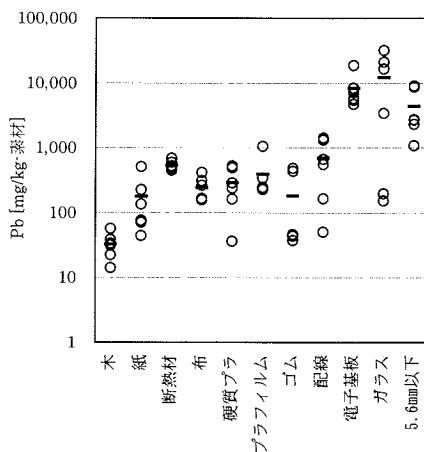


図-7 素材別重金属含有量 (Pb の例)

プロットは、各収集車ごとの分析値を示す。

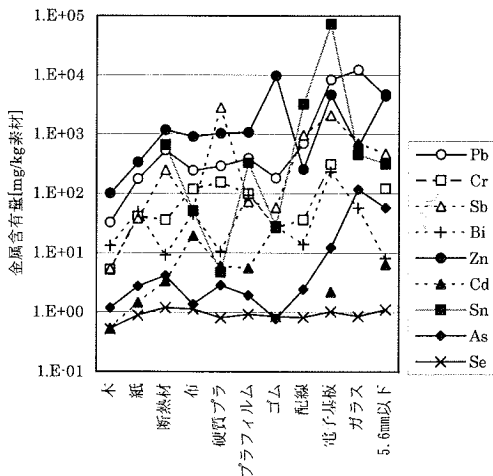


図-8 素材 1kg あたりの重金属量

(6 試料の平均値。検出限界以上をプロット)

なく処理工程に伴いその他の物質が付着する可能性がある。最も付着が生じやすいと思われる布を試料として、採取したままの状態と、洗濯の要領で水で洗い、付着物を取り除いた試料の分析値を比較した。採取時/水洗後の比はPb, Cu, Fe, Sb, Zn が2~3倍, Cd, As, Al は1~2倍であり、付着の影響が認められた。しかし図-9に示すように、素材別に較べると布中に含まれる重金属量は小さく、4(3), 5(3)で行う素材を基にした推定への影響は小さいと思われる。

### (3) 施設における金属収支の推定

素材別の金属含有量(図-8)と組成(図-5(a)(c))から計算される破碎残渣(可燃残渣と不燃残渣の合計)中の金属含有量を、図-9に示す。破碎残渣1kgあたりの量としており、各金属について残渣中の寄与が1%以上の素材のみプロットした。5.6mm以下の小粒径物の影響が最も大きく、Cu, Sb, Bi, Snを除くすべての金属で寄与率が30%以上であり、特にAs, Pb, Feは70%を超えている。(ただし、ここでも汎用金属は図に示していない。)これは小粒径物の組成分析において「金属」および「土砂、ガラス等(その他の不燃物)」と分類したものの中に、電子基板やガラスなど、金属を多く含む組成が含まれていたためと考えられる。硬質プラスチックはSb, Cr, Cdに対する寄与が大きく(それぞれ72, 36, 20%)、ゴムはZn, Cdの約20%を含む。電子基板は金属を多く含んでいるものの、重量割合が小さいため、Snが84%である以外に寄与は小さい。逆に、木の含有量は小さいが重量割合が大きいため、Bi, Seがそれぞれ46%, 39%を占めている。

## 5. 素材および重金属の製品別寄与の推定

不燃残渣に可燃物が多く含まれていることを3(3)で、また金属がどの素材に含まれているかを4(3)で示した。適正処理のためには選別効率の向上が必要だが、収集段階で製品を分別することが最も効果的な対応方法である。ここでは粗大ごみ処理施設への搬入物である粗大廃棄製品ごとの組成を調査し、各製品が持ち込む金属量を推定した。

### (1) 製品組成の推定

表-1に示した破碎選別施設への搬入製品25品目のうち、破碎不適物(ふとん、カーペット、ベッドマットレス)を除いた22品目について、各製品の構成素材を調査した。結果を表-4に示す。解体が容易であり、また製品ごとの素材構成比に大きなばらつきがないと考えられる家電製品、大型家庭器具、および自転車に

については実際に解体を行い、各素材の重量を調査した。試料は大学構内の粗大ごみ集積所に廃棄されていたものを持ち帰り、ドライバーなどの工具を用いて解体作業を行った。製品ごとに素材構成比が大きく異なると思われる椅子、テーブルなどの家具類については製品カタログなどから平均的な素材構成比を推定した。また製品群A~E中「その他」については、25品目のうち組成が似ていると思われる品目の組成を用い、排出重量(=2001年度札幌市の収集個数×製品別重量)で重み付けして平均組成を求めた。Fには様々な製品が含まれているので、主要組成を100, 80, 50%というようにおおまかな数値を仮定し、A~E「その他」と同様に平均組成を求めた。

木やガラスは家具類に、配線や電子基板を含む製品は家電製品に主に含まれ、硬質プラスチックと鉄は、一部の木製家具を除くほとんどの製品に高い割合で含まれている。

### (2) 物質収支の比較

収集車両ごとの素材別重量推定を、①搬出物重量割合と破碎残渣組成、および②搬入製品の個数、各製品の平均重量(表-1)、製品組成(表-4)を用いた2つの方法で推定した。両者の比較を図-10に示す。横軸が①、縦軸が②による推定値である。破碎不適物は除いており、重量割合の大きい木、硬質プラスチック、鉄のみを示した。①の方法によれば、これら3つで83~91%を占めている。

図-10において、プラスチックは両者がほぼ一致し

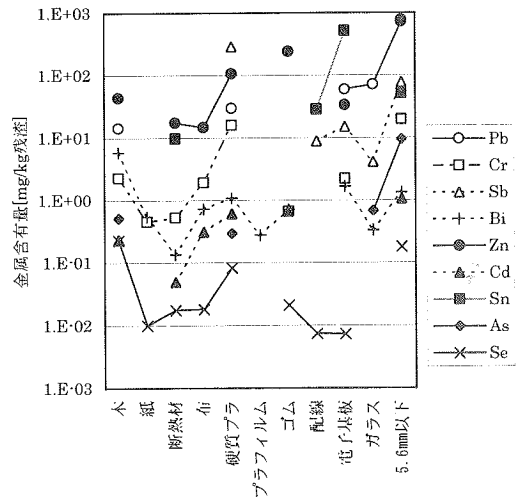


図-9 破碎残渣(=可燃残渣+不燃残渣)あたりの重金属量(各金属について素材別寄与率1%以上のみをプロット)

ているが、鉄は6月の2台目で誤差が大きい①>②)。木は両者の差が大きく②= (0.4~1.0) ×①の範囲にあり、製品個数から推定した②はかなり低めの値となっている。この傾向は、図-3において製品個数から推定した収集重量が計量値よりも小さいことと同じである(ただし図-3には不適物を含んでいる)。図-3では計量値に対する誤差が20~45% (平均32%)であるが、図-10における木の誤差が解消できたならば0~32% (平均20%)となる。このことより、表-1にお

ける製品重量、特に木を含む製品の重量が小さすぎたものと思われる。

(3) 製品別の金属寄与の推定

製品中の素材量(表-4)に素材別含有量(図-8)を乗じて、各製品群に含まれる重金属量を計算した。回転式破碎不適物を除く処理ごみ中の金属量、および金属ごとの製品群別割合を図-11に示す。左から金属量の多い順に並べた。まず上の図を見ると、汎用金属(Fe、

表-4 製品1個あたりの推定組成重量割合

製品名	重量組成割合 [%]												
	木	紙	断熱材	布	硬質プラ	フィルムプラ	ゴム	配線	電子基板	鉄	非鉄	ガラス	
A 家電製品	映像・音響機器*	0	0	0	0	18	0	0	3	15	46	18	0
	掃除機*	0	0	2	1	45	0	3	12	0	37	0	0
	調理器**	0	0	0	0	45	0	1	1	1	52	1	0
	パソコン*	0	0	0	0	9	0	0	4	13	69	5	0
	電子レンジ*	0	0	0	0	8	0	0	2	0	73	8	10
その他	0	0	1	1	32	0	1	7	7	43	8	0	
B 大型家庭器具	ストーブ*	0	0	0	0	4	0	0	0	0	95	1	0
	ガスコンロ*	0	0	0	0	2	0	2	1	0	84	10	3
	その他	0	0	0	0	4	0	0	0	0	95	1	0
C 寝具・敷物類	ベッド**	15	0	0	0	0	0	0	0	0	85	0	0
	その他	0	0	0	0	75	0	0	0	0	0	25	0
D 家具類	椅子**	90	0	0	5	0	0	0	0	0	5	0	0
	テーブル**	90	0	0	0	5	0	0	0	0	5	0	0
	衣装箱**	20	0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	0
	たんす**	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	カラーボックス**	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	戸棚・サイドボード**	90	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5
	机**	90	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5	0
	コート掛け**	85	0	0	0	10	0	0	0	0	5	0	0
	電子レンジ台**	20	0	0	0	20	0	0	0	0	60	0	0
	ロッカー**	46	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	5
	ホームラック**	0	0	0	0	3	0	0	0	0	87	10	0
その他	69	0	0	0	4	0	0	0	0	22	1	4	
E 趣味	自転車*	0	0	0	0	8	0	8	0	0	84	0	0
	スキー用具**	69	0	0	0	16	0	0	0	0	15	0	0
	健康器具**	0	0	0	0	19	0	13	0	0	68	0	0
	その他	9	0	0	0	13	0	8	0	0	70	0	0
F 上記以外	40	0	0	0	31	0	0	1	0	13	8	7	

\*解体により測定 \*\*カタログなどより推定

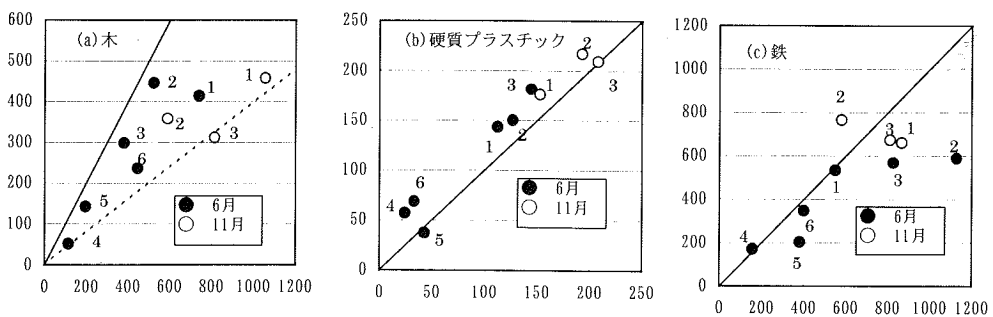


図-10 搬出物組成分析、搬入製品個数から推定した各素材重量の比較(不適物を除く)

各プロットは、収集車両ごとの推定(実線:傾き1, 破線:傾き0.4)

横軸 ①: 搬出物重量と破碎残渣組成分析による推定値[kg]

縦軸 ②: 搬入製品個数、製品重量、組成からの推定値[kg]



Al, Cu) に次いで Pb, Sn, Sb の量が多い。これらはストーブ式焼却施設の焼却灰中含有量平均値<sup>10)</sup> (それぞれ 673, 46, 98mg/kg) と同じオーダーである。Pb については関戸<sup>9)</sup>がテレビの寄与が大きいことを指摘しており、テレビの回収により 2048mg/kg から 206mg/kg になると推定した。図-11 の推定値 (373mg/kg) はこれに近い値となっている。

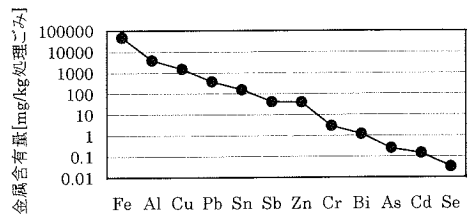
また製品群別に見ると、家電製品の寄与が最も大きい。しかし、それ以外の製品もある程度の金属を含んでいることから、家電製品など、特定の製品群を除くだけでは、埋立地に入る金属量を減少させるには十分でないと言える。

図-11 上図で Zn 以下の金属は、焼却灰より 1~2 桁小さい。

## 6. おわりに

家庭系粗大ごみ破碎処理施設における搬入製品および搬出物の組成分析、素材ごとの金属含有量分析を行った。主な結果は、以下のとおりである。

- 1) 家電リサイクル実施以降も粗大ごみに占める家電製品の割合は高く、重量割合 (推定) で 20~30% 程度を占める。家具類、寝具・敷物類と併せて、全体の約 7 割を占めている。
- 2) 破碎後のふるい選別において、可燃物と不燃物がうまく分離されていない。特に可燃物の 38% (6 月), 31% (11 月) が不燃残渣に移行しており、埋立地中に有機物を投入することになっている。不燃物の可燃残渣への移行率は 19% (6 月), 16% (11 月) である。
- 3) 破碎残渣中の重金属量の寄与を素材ごとに求めたところ、最も高いのは、細かく破碎された小粒径物であった。電子基板やガラスなどが粉碎されたためと思われる。そのほか、硬質プラスチック、木、ゴムなども多くの金属を含んでいる。
- 4) 製品種類ごとの組成の調査をもとに、搬入製品の個数から搬出物組成を推定した。重量割合の大きい素材のうち鉄、プラスチックは搬出物測定値とほぼ一致した。しかし木は搬出物測定値の 40~100% であり、木を多く含む家具等の平均重量を低く設定しすぎたものと思われる。製品個数からの収集重量推定値が計量値に比べて小さかったのも、このためと考えられる。
- 5) 製品の組成、素材別重金属含有量、および収集個数より製品群別の重金属寄与を推定したところ、粗大ごみ中の Pb, Sn, Sb はストーブ炉焼却灰中含有量と同じオーダーであった。また家電製品の割合は大き



(a) 粗大ごみ中重金属含有量

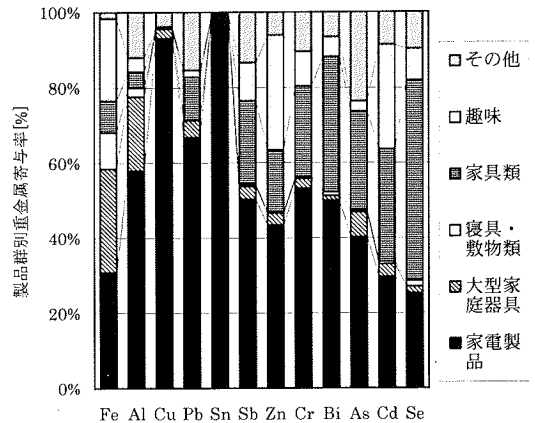


図-11 粗大ごみ中の重金属含有量および製品群別金属量寄与率 (不適物を除く)

いが、家具類をはじめその他の製品にも無視できない量が含まれている。

**謝辞:** 調査の実施にあたって多大のご協力をいただいた札幌市環境局および严寒破碎工場の関係者に感謝いたします。なお、本研究は、平成 14 年度廃棄物処理等科学研究費 (環境省) の助成を受けて実施した。

## 参考文献

- 1) 関戸知雄, 田中信壽, 松藤敏彦, 松尾孝之: 都市ごみ破碎選別施設における破碎選別残渣の特性に関する研究, 廃棄物学会論文誌, 8(5), pp.190-199, 1997
- 2) 井上清一郎: 破碎選別処理施設における選別状況調査, 第 7 回全国都市清掃研究発表会講演論文集, pp.129-132, 1986
- 3) 石松忠幸, 浜野利夫, 藤本和司, 花嶋正孝, 柳瀬龍二: 不燃ごみの処理処分に関する調査研究(3), 第 12 回全国都市清掃研究発表会講演論文集, pp.204-206, 1991
- 4) 呉 佑鍾, 松藤敏彦, 田中信壽: 家庭系ごみ収集量の変化要因分析及びごみ種別推定モデルの作成, 廃棄物学会論文誌, 7(4), pp.183-192, 1996.
- 5) 関戸知雄, 田中信壽, 松藤敏彦, 松尾孝之: 家庭系粗大ごみに含まれる鉛量の推定, 土木学会論文誌, 67I-VII-18,

- pp.49-58, 2001
- 6) Sekito, T., Tanaka, N., and Matsuto, T.: Leachability and content of Heavy Metals in incombustible residues from Resource Recovery Facilities, Waste Management & Research, Vol.18, pp.151-159, 2000
- 7) 関戸知雄: 自治体における粗大ごみ処理に関する研究, 北海道大学博士論文, 2001, p.17
- 8) Jung, C-H, Okada, T., Matsuto, T., and Tanaka, N.: Metal flows in thermal treatment system of municipal solid waste(MSW) in Japan, エコデザイン 2002, pp.228-231, 2002.
- 9) 松藤敏彦, 田中信壽, 松尾孝之, 三縄教明: 粗大ごみ収集の申込み制実施状況とそれに伴う収集量変化, 第9回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.159-161, 1998
- 10) Jung, C.H., Matsuto, T., Tanaka, N., and Okada, T.: Metal distribution in Incineration Residues of Municipal Solid Waste (MSW) in Japan, Waste Management (in press). (2003.11.21 受付)

## MATERIAL AND HEAVY METAL BALANCE IN MATERIAL RECOVERY FACILITY OF HOUSEHOLD BULKY WASTE

Toshihiko MATSUTO, Chang-Hwan JUNG,  
Yasuo CHIKUSHI and Nobutoshi TANAKA

Material and heavy metal balance in a MRF of household bulky waste were estimated. Nine truck-loads of waste were shredded separately, and recovered fractions of materials were weighed. Metal contents were analyzed for every waste material. By composition analysis of oversize and undersize of a Trommel separator, up to 40 percent of combustible materials was transferred into undersize which is disposed of in landfill, while transfer rate of incombustible material into oversize was less than 20 percent. Mass balance calculated based on the number, composition, and average weight were well correlated with measured values, but weights were underestimated. Finally, contribution rates of manufactured goods for heavy metals in bulky waste were estimated.